

厌氧水解酸化-好氧氧化 A₁/A₂/O 工艺剩余污泥减量

杨波, 陈季华, 系旦立, 沈佳璐

(东华大学环境科学与工程学院, 上海 200051)

摘要: 在碱减量印染废水 A₁/A₂/O 生物处理系统, 通过污泥回流, 把剩余污泥回流到 A₁ 段, 利用 A 段污泥的水解、酸化和 O 段微生物的好氧氧化作用可有效实现对回流剩余污泥的减量, 同时 O 段好氧污泥的表观产率系数下降, 系统产生的剩余污泥量减少。厌氧水解酸化-好氧氧化 A₁/A₂/O 工艺实现污泥减量由 3 段共同完成: A₁ 段实现回流剩余污泥的“液化”和惰性化; A₂ 段对系统污泥减量起到了强化作用; 而 O 段微生物的合成作用在逐渐减弱。6 个月连续运行的动态试验表明, 在 A₁ 段的容积负荷(COD_{Cr})为 $2.54 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 、水力停留时间为 7.56h 条件下, A₁ 段利用水解酸化作用对回流剩余污泥的减量达到 67.87%, 系统 O 段好氧污泥的表观产率系数也下降到试验初始时的 45.5%。在 A₁/A₂/O 剩余污泥减量系统中, 各段污泥性状发生了变化, A₁ 段污泥 [MLVSS/MLSS] 值从试验开始时的 0.718 2 下降到 0.592 2, A₂ 段污泥 [MLVSS/MLSS] 值从 0.667 3 下降到 0.526 7, 剩余污泥的减量是活性污泥逐渐惰性化过程, 污泥的粒度分析也证明了这一点。

关键词: 厌氧水解酸化; 好氧氧化; 污泥减量; A₁/A₂/O 生物处理系统; 碱减量印染废水

中图分类号: X791 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)03-0478-05

Residual Sludge Reducing by Anaerobic Hydrolysis-acidification and Aerobic Oxidation Process of A₁/A₂/O Bio-treatment System

YANG Bo, CHEN Jihua, Xi Danli, SHEN Jiulu

(College of Environmental Science and Engineering, Donghua University, Shanghai 200051, China)

Abstract: In the A₁/A₂/O bio-treatment system treating alkali minimization and dyeing-printing wastewater, with the function of hydrolysis-acidification in A segments and aerobic oxidation in O segment, residual sludge could be reduced effectively by recycling of sludge to A₁ segment. Meantime, the observed sludge yield coefficient declined and the sludge produced in O segment decreased. The anaerobic hydrolysis-acidification and aerobic oxidation A₁/A₂/O process realized the sludge reducing by the three segments conjunctly, i.e. recycled sludge was liquefied and inactivated in A₁ segment and then intensified in A₂ segment, while the assimilating function in O segment was weakening gradually. During the 6-month dynamic experiment, it has been tested that the reduction rate of residual sludge in the system reached to 67.87% and the observed sludge yield coefficient of O segment decreased to 45.5% of the initial stage when the volume loading (COD_{Cr}) was $2.54 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ and the HRT was 7.56h in A₁ segment. Meanwhile, the [MLVSS/MLSS] value of the sludge in A₁ segment was reducing from 0.718 2 to 0.592 2 and that of the sludge in A₂ from 0.667 3 to 0.526 7. Study on the sludge particle size distribution of every segment also demonstrated that sludge reducing and mineralization occurred when sludge was inactivated gradually in the A₁ and A₂ segments.

Key words: anaerobic hydrolysis-acidification; aerobic oxidation; sludge reducing; A₁/A₂/O bio-treatment system; alkali minimization and dyeing-printing wastewater

剩余污泥由具有生命活力或死亡微生物和被吸附有机物、无机物所组成。活性污泥法处理废水, 产生的剩余污泥约占处理水量的 0.3%~0.5% (含水率以 97% 计), 数量十分巨大^[1]。通过各种方式在系统内实现剩余污泥减量, 是污泥处理的一个重要发展方向^[2~4]。厌氧水解酸化-好氧氧化工艺实现剩余污泥减量, 是在碱减量印染废水 A₁/A₂/O 生物处理系统连续进水、连续污泥回流的动态条件下, 通过厌氧水解酸化作用、好氧氧化以及好氧污泥性质的改变实现对系统剩余污泥的减量。试验采用的厌氧水解酸化-好氧工艺流程, 是目前广泛应用的碱减量印染废水处理工艺。水解酸化细菌大多是兼性菌, 把水解酸化从厌氧消化中剥离出来, 工艺运行条件可以

大大放宽^[5]。

1 材料与方法

1.1 试验装置与试验流程

流程见图 1。

碱减量印染废水由恒流泵提升至一号厌氧反应器, 出水从反应器的上部流出进入二号厌氧反应器, 再从二号反应器上部流出, 进入好氧反应器。一号厌氧反应器采用活性污泥法, 二号厌氧反应器和好氧反应器采用生物膜法。好氧池出水在沉淀池中实现

收稿日期: 2005-01-27; 修订日期: 2005-04-15

基金项目: 上海市科委基金项目(02DZ12096)

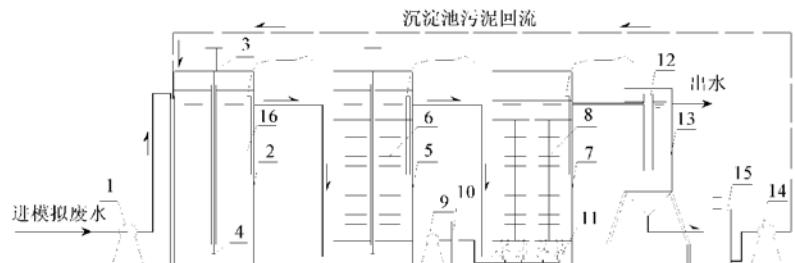
作者简介: 杨波(1973~), 男, 博士, 主要研究方向为水污染控制工程。

固液分离,上清液排放,剩余污泥经恒流泵回流至一号厌氧反应器。

一号、二号厌氧反应器和好氧反应器简称为

A_1 、 A_2 、O,尺寸均为 $15\text{cm} \times 15\text{cm} \times 39\text{cm}$,有效容积 7.875L ;厌氧反应器设置搅拌器,转速可调。

风机出口处设置流量计,通过阀门控制反应器



1. 进水恒流泵; 2. 一号厌氧反应器; 3. 搅拌器可调速电机; 4. 搅拌叶片; 5. 二号厌氧反应器; 6. 厌氧生物膜; 7. 好氧反应器; 8. 好氧生物膜; 9. 曝气机; 10. 空气流量计; 11. 曝气头; 12. 导流桶; 13. 沉淀池; 14. 污泥回流恒流泵; 15. 剩余污泥回流池; 16. 可调温加热棒

图 1 动态剩余污泥减量试验工艺流程图

Fig. 1 Diagram of dynamic residual sludge reducing experiment

中溶解氧浓度;为控制试验温度, A_1 、 A_2 、O段都设置可调温恒温棒。系统运行稳定后,每日校正系统温度、进水DO等各2次。

1.2 测试方法^[6~8]

COD_{Cr}、MLSS、MLVSS均采用标准分析方法;使用氧敏薄膜电极法(Oxi 330)测定DO;温度采用精密温度计测定;粒度使用LS230型激光粒度仪测定。

2 结果与讨论

2.1 A_1 段污泥减量效果

试验将好氧段每日产生剩余污泥回流到 A_1 段。控制 A_1 段搅拌器的搅拌速度,使 A_1 段的污泥在出水口以下混合,在接近出水口的位置,污泥和上清液出现明显分层,并由此认为主要是在 A_1 段中实现对回流剩余污泥的减量。

反应器启动后,维持系统 A_1 段的容积负荷(以COD_{Cr}计)为 $2.54\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,水力停留时间7.56h。在连续运行的6个月中,除了每次取样带出的MLSS外,系统没有排泥,获得了良好的污泥减量效果。

图2为试验期间 A_1 段污泥浓度与剩余污泥回流量的变化曲线。

由图2可见,在1~13周 A_1 段污泥浓度逐渐增加,第13周时,污泥浓度从第1周的 $5.306\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到 $7.812\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。从14周开始, A_1 段污泥浓度开始下降,到20周时污泥浓度为 $6.767\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,此后基本保持在 $6.60\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右。由图2中的剩余污泥回流量变化曲线可见,剩余污泥回流量在试验开始阶

段逐渐增加,第5周时由开始时的 $4.121\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ 增加到最大值 $5.465\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$,而后逐渐减少,到25周时仅为 $2.011\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

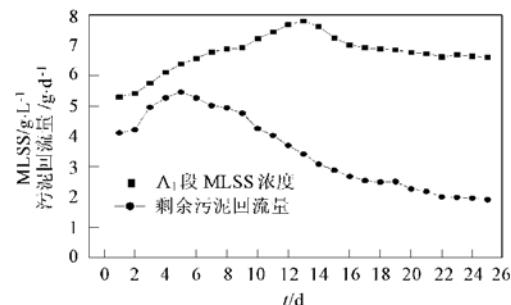


图 2 A_1 段污泥浓度与剩余污泥回流量变化

Fig. 2 Variation of recycling sludge and MLSS in A_1 segment with time

回流到 A_1 段的剩余污泥,一部分作为 A_1 段污泥系统微生物的补充,一部分被系统水解、减量。 A_1 段污泥浓度的逐渐增加,意味着回流到 A_1 段的剩余污泥只有部分被水解、减量,其余的作为 A_1 段污泥的补充;当 A_1 段污泥浓度开始下降时,说明回流的剩余污泥量不足以补充系统内减量的污泥, A_1 段减量的污泥大于 A_1 段产生的污泥量加上回流的剩余污泥量;当回流的剩余污泥量和新产生的污泥量恰好可以补充系统水解的污泥量时候, A_1 段污泥量基本保持一个动态的平衡状态。在试验条件下,剩余污泥在 A_1 段中实现了减量, A_1 段的污泥浓度经历了增加、减少和基本保持平衡3种状况。

在不计 A_1 段增殖的水解、酸化细菌的情况下,可以根据式(1)得出 A_1 段反应器中的污泥减量率:

$$\text{回流剩余污泥减量率} = \left[\frac{\text{回流的剩余污泥总量} - (\text{污泥取样量} - A_1 \text{段增加的污泥量})}{\text{回流的剩余污泥总量}} \right] \times 100\% \quad (1)$$

根据式(1), 在 6 个月的试验时间内, 回流剩余污泥的平均减量率约为 67.87%, A_1 段获得良好的污泥减量效果。如果考虑到增殖的水解、酸化细菌, 则在 A_1 段中污泥减量效果更为明显。

2.2 系统 O 段污泥产率系数的变化

O 段生物膜是好氧微生物主要栖息场所, 正常情况下系统内微生物量相对稳定, 增殖的微生物排出 O 段沉淀后就是系统产生的剩余污泥。

在沉淀池分离效果良好、出水带走的污泥忽略不计情况下, O 段产生的剩余污泥量与 O 段进、出废水 COD_{Cr} 浓度的差值、O 段微生物的产率系数、微生物的衰减系数、系统内微生物的量、废水中惰性悬浮固体的量有式(2)关系^[9, 10]:

$$\begin{aligned} \text{剩余污泥量} &= \text{增殖微生物} + \text{内源呼吸残留物} \\ &\quad + \text{进水惰性悬浮固体} - \text{内源呼吸衰减量} \end{aligned} \quad (2)$$

由于自养菌的量相对很少, 增殖的微生物主要是异养菌, 如果只是研究 O 段污泥产率系数与剩余污泥产量之间关系的基本趋势, 可以用异养菌产率系数 Y_H' 表征 O 段增殖的微生物量。

系统污泥由 4 部分组成: 具有生命活动的微生物、污泥吸附的有机物和无机物、死亡的微生物、死亡微生物被分解后产生的难生物降解物质。在连续运行、相对稳定的系统中, 污泥对污染物的吸附和降解存在一个动态平衡过程, 污泥吸附污染物的量是一个比较稳定的值。微生物衰减将产生难生物降解的惰性物质, 这个过程由微生物的特性决定, 其值不会有太大的变化^[9, 11]。从动力学的角度来讲, 微生物的衰减系数 b_H 随着产率系数 Y_H' 的增大而减小; 内源呼吸的残留固体量与衰减系数 b_H 成正比, 也存在随着 Y_H' 的增大而减小的关系。因此, 如果不是把连续运行系统中微生物的增殖、吸附作用、衰减等作为精确的讨论对象, 只是研究它们的变化趋势, 可以把它们合并起来考虑, 看作是异养菌的一个特征值。

综上所述, 把微生物的衰减(包括内源呼吸衰减量和内源呼吸残留物 2 部分)和进水中被污泥吸附污染物并入增殖微生物中考虑, 并定义为异养菌表观产率系数 Y_H' , 对式(2)进行简化:

$$\text{剩余污泥的量} = \Delta M = Y_H' \cdot \Delta \text{COD} \cdot Q \quad (3)$$

$$Y_H' = \Delta M / (\Delta \text{COD} \cdot Q) \quad (4)$$

式(4)中:

ΔM 为每日系统产生的剩余污泥量, $\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$; Y_H'

为表观产率系数, $\text{MLSS/COD}_{\text{Cr}}$; ΔCOD 为废水进、出 O 段 COD_{Cr} 质量浓度的差值, $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; Q 为废水的流量, $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$ 。由此, 得到系统运行期间 Y_H' 的变化曲线见图 3。

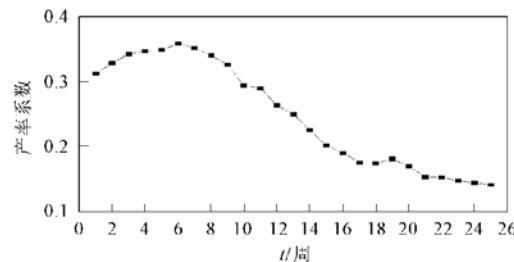


图 3 系统 O 段表观产率系数的变化

Fig. 3 Variation of the observed sludge yield coefficient of O segment with time

由图 3 可见, 在系统运行中 O 段污泥表观产率系数一直在改变: 在 1~6 周污泥表观产率系数逐渐上升, $[\text{MLSS/COD}_{\text{Cr}}]$ 由 0.312 逐渐上升至 0.359; 然后开始下降, 试验结束时候 O 段表观产率系数为 0.142, 为试验初始时的 45.5%。

污泥表观产率系数的上升或下降, 意味着微生物活性的增加或降低。试验的前 6 周, 进水中难生物降解或非水溶性污染物经过 A_1 、 A_2 两段水解酸化作用后, 可生化性能提高, 好氧系统中的微生物的活性增强; 回流的剩余污泥经过水解酸化后, 产生的细胞惰性残留物在系统中积累, 逐渐开始抑制微生物的活性, 产率系数降低。同时, 泥龄的延长、污泥厌氧和好氧状态的转换, 也可能是系统污泥产率系数逐渐减少的重要原因^[12~16]。

2.3 A_1 、 A_2 段污泥 $[\text{MLVSS}/\text{MLSS}]$ 值和系统各段 COD_{Cr} 浓度变化

图 4、图 5 分别是动态系统 A_1 、 A_2 段污泥 $[\text{MLVSS}/\text{MLSS}]$ 值和系统各段 COD_{Cr} 浓度变化曲线。

由图 4 可见, A_1 段 $[\text{MLVSS}/\text{MLSS}]$ 值在试验开始时为 0.7182, 在前 6 周基本保持稳定, 然后总体呈下降的趋势, 到试验结束时下降到 0.5922; A_2 段 $[\text{MLVSS}/\text{MLSS}]$ 值也基本上是下降的趋势, 从试验开始时的 0.6673 下降到试验结束时的 0.5267。 MLVSS 是间接反映系统内微生物量的一个指标, $[\text{MLVSS}/\text{MLSS}]$ 值的下降说明了系统活性物质所占比例的下降和惰性物质的积累。 A_1 段污泥吸附污

染物[MLVSS/MLSS]值会降低,但是在吸附达到平衡后,可以认为吸附作用对污泥[MLVSS/MLSS]值的影响始终相同。回流的剩余污泥[MLVSS/MLSS]值一般在0.75左右,会增大A₁段污泥的[MLVSS/MLSS]值,而且系统内合成代谢产生新的细胞体也会提升系统污泥的[MLVSS/MLSS]值。所以,A₁段污泥[MLVSS/MLSS]值的下降,主要是污泥通过水解酸化作用被逐渐无机化、惰性化的结果。

A₂段污泥的[MLVSS/MLSS]值也呈逐渐减小的趋势,在A₂段同样存在着生命物质逐渐无机化过程。而A₂段的[MLVSS/MLSS]值始终小于A₁段的[MLVSS/MLSS]值,一方面因为A₁段有大量回流剩余污泥的补充,另一方面是A₁段出水带出污泥无机化产生的非挥发性物质在A₂段的累积。

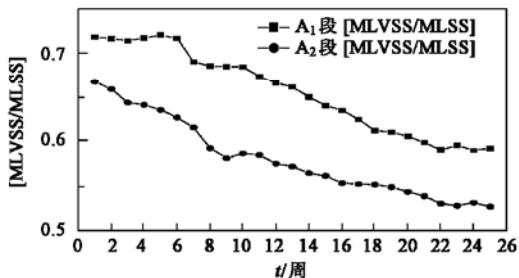


图4 系统A₁、A₂段污泥[MLVSS/MLSS]值的变化

Fig. 4 Variation of [MLVSS/MLSS] in A₁ and A₂ segments with time

由图5可见,A₁段出水COD_{Cr}浓度在1~13周比较平稳,到15周COD_{Cr}浓度出现最大值860mg/L,此时回流污泥水解贡献的COD_{Cr}最大,也就是说回流污泥被水解、“液化”得最多。而17周后,COD_{Cr}浓度在760~780mg·L⁻¹之间基本保持平衡。剩余污泥回流量在逐渐减少,A₁段中的污泥浓度基本保持不变,而且出水的COD_{Cr}浓度变化不大,意味着A₁段中污泥活性逐渐降低,A₁段对回流污泥水解酸化作用的减弱。

A₂段出水COD_{Cr}浓度变化幅度很小,保持在670~700mg·L⁻¹之间,生物膜对有机负荷的抗冲击性能很强,是A₂段出水保持稳定的重要原因。在A₂段中,同样进行着对污泥的水解、减量的作用,这一点在A₂段污泥[MLVSS/MLSS]值始终降低的变化中体现出来。

O段出水的COD_{Cr}浓度在1~6周保持稳定,波动不大,以后基本保持上升趋势,在19周之前小于100mg·L⁻¹,之后超过100mg·L⁻¹。在A₂出水水质基本稳定的条件下,O段出水水质变差,是好氧微生物

生命活性减弱的表现;这也从另一角度说明了O段微生物Y_H'降低的原因。

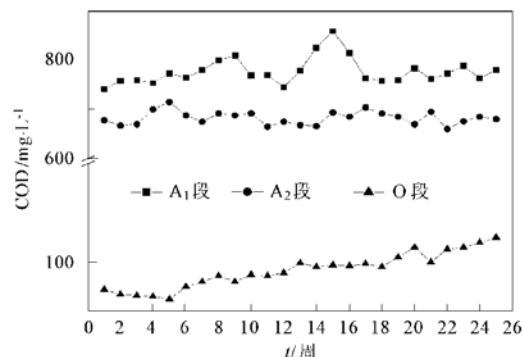


图5 系统各段COD_{Cr}浓度变化

Fig. 5 Variation of COD_{Cr} in every segment of the system with time

由图4、图5可见,回流剩余污泥在A₁段“液化”产生的COD与进水中的有机物一起,作为系统厌氧与好氧段微生物新陈代谢的底物,经过A段、O段微生物的共同作用,最终实现了回流剩余污泥的无机化、惰性化。从废水处理达标的角度来看,长时间的系统内污泥减量系统,必需采取必要的排泥、气水冲刷等措施,适时排放出系统内老化污泥,以期达到恢复系统污泥活性和废水处理达标排放目的。

2.4 A₁/A₂/O系统污泥粒度的变化

污泥的粒度是反映污泥颗粒不同粒径分布状况的参数。在各段污泥粒径分析中,A₁段、A₂段、O段污泥粒径平均值分别为244.1μm、164.4μm和303.7μm,O段中污泥粒径最大,A₁段次之,A₂段最小(图6)。

好氧污泥以絮状结构为主,好氧污泥回流到A₁段后,原来的絮状污泥颗粒在厌氧条件下解体而变细,进而在水解、酸化菌的作用下被分解、并惰性颗粒化,污泥粒度变得更加细小。这个结果为剩余污泥在A₁段减量、A₂段污泥同时存在水解酸化减量、并惰性颗粒化提供了证据。

3 结论

(1) 厌氧水解酸化-好氧氧化A₁/A₂/O工艺通过剩余污泥回流到A₁段,可有效实现系统污泥减量。系统污泥减量由A₁/A₂/O工艺3段共同完成:A₁段实现对回流剩余污泥的“液化”、惰性化;污泥“液化”产生的COD作为A段和O段的微生物新陈代谢底物并最终实现无机化;A₂段对系统污泥减量起到了强化作用;而长期的污泥回流会影响到O段微生物

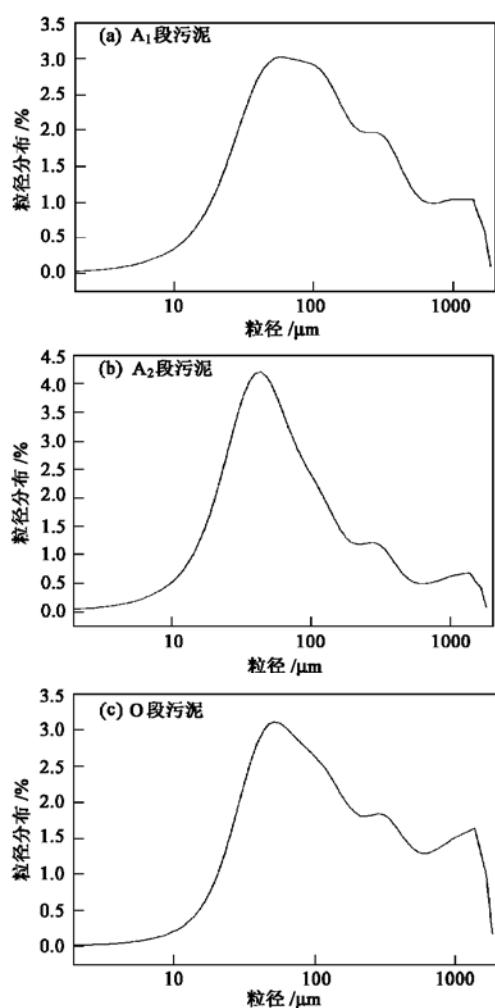


图6 系统各段污泥的粒径分布

Fig. 6 Sludge particle size distribution in every segment of the system

的合成代谢,系统产生的剩余污泥量逐渐减少。

(2) 6个月连续试验中,在A₁段的COD_{Cr}容积负荷为2.54kg·(m³·d)⁻¹,进水量为25L/d条件下,A₁段实现对67.87%回流污泥的减量,同时系统O段的表观产率系数下降到试验初始时的45.5%。系统内惰性物质的积累、泥龄的延长、污泥厌氧和好氧状态的转换,可能是污泥活性和产率系数降低的主要原因。

(3) 在连续式的污泥减量系统中,A₁段污泥[MLVSS/MLSS]值从试验开始时的0.7182下降到0.5922,A₂段中污泥[MLVSS/MLSS]值从试验开始时的0.6673下降到0.5267。污泥在系统内的长期减量,A₁段污泥的活性逐渐降低;A₂段污泥[MLVSS/MLSS]值小于A₁段,A₂段强化了系统污泥减量的减量效果,A₂段污泥的粒度小于A₁段污

泥的粒度也证明了这一点。

(4) 系统内长时间污泥减量造成的惰性物质积累和微生物活性降低,会影响系统对污染物的处理效果,应该适时采取排泥、气水冲刷等措施,以达到恢复系统污泥活性,实现对废水处理达标排放目的。

参考文献:

- [1] 王宝贞. 水污染控制工程[M]. 北京: 高等教育出版社, 1994, 303~ 305.
- [2] Strand S, Harem G, Stense D. Activated sludge yield reduction using chemical uncouplers[J]. Water Environment research, 1999, 71(4): 454~ 458.
- [3] Wei Y, Renze T, Houten V, et al. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment[J]. Water Research, 2003, 37: 4453~ 4467.
- [4] Sakai Y, Aoyagi T, Shiota N, et al. Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria[J]. Wat. Sci. Technol., 2000, 42(9): 81~ 88.
- [5] 沈耀良,王宝贞.水解酸化工艺及其应用研究[J].哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6): 35~ 38.
- [6] 周旦立,孙裕生,刘秀英.环境监测(第三版)[M].北京:高等教育出版社, 2004. 549~ 567.
- [7] 国家环保局.水和废水监测分析方法(第四版)[M].北京:中国环境科学出版社, 2002. 88~ 223.
- [8] 周旦立.环境工程手册(环境监测卷)[M].北京:高等教育出版社, 1998. 281~ 404.
- [9] Henze M, Grady C, Gujer W, et al. Activated Sludge Model NO. 1[M]. IAWPRC task group on mathematical modeling for design and operation of biological and wastewater treatment. IAWPRC Scientific and Technical Reporter NO. 1, 1986. 12~ 18.
- [10] 顾夏声.废水生物处理数学模式(第二版)[M].北京:清华大学出版社, 1993. 77~ 81.
- [11] 张自杰,周帆.活性污泥生物学及反应动力学[M].北京:中国环境科学出版社, 1989. 520~ 525.
- [12] 吕惠平.污泥增长量和COD去除量关系式在纯氧活性污泥系统的应用[J].化工给排水设计, 1998, 1: 24~ 27.
- [13] Chudoba P, Morel A, Capdeville B. The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system[J]. Environ. Technol., 1992, 13(8): 761~ 770.
- [14] Chudoba P, Chevalier J, Chang J J, et al. Effect of anaerobic stabilization of activated sludge on its production under batch conditions at various SO/XO ratios[J]. Wat. Sci. Technol., 1991, 23(6): 917~ 926.
- [15] Chen G, Saby S, Djafer M, et al. New approaches to minimize excess sludge in activated sludge system [J]. Wat. Sci. Technol., 2001, 44(10): 203~ 208.
- [16] Yasui H, Nakamura K, Sakuma S, et al. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production[J]. Wat. Sci. Technol., 1996, 34(3, 4): 395~ 404.